

DOI: 10.11835/j.issn.2096-6717.2026.009



开放科学(资源服务)标识码 OSID:



基于理化性质响应机制的多源盾构渣土有机污染赋存特征与分类处置策略

刘晨冉, 洪晨, 姜博, 王昊, 邢奕
(北京科技大学 能源与环境工程学院, 北京 100083)

摘要:随着城市地下空间开发的加速,富含化学添加剂的盾构渣土已成为亟须处理的工程固废,但盾构施工引起的土体理化性质改变及其环境效应尚不明确。整合80组文献数据与在中国6个典型盾构施工区域采集的11种渣土与原状土样,构建多源盾构土数据。综合运用X射线衍射(XRD)、X射线荧光光谱(XRF)及激光粒度分析等手段表征渣土理化性质特征;采用核磁共振(NMR)、气质联用(GC-MS)及红外光谱(FTIR)等多谱学技术解析特征污染物组分;基于Sips等温吸附模型开展批平衡吸附实验,并结合主成分分析(PCA)构建理化性质综合评价模型。结果表明:盾构施工发生显著的“碱性化偏移”及物理结构重塑,但有机质与阳离子交换量(CEC)等关键化学活性指标仍受地层母质主导,表现出强烈的区域异质性;风险评估证实重金属非主要污染源,锁定特征污染物为外源输入的 α -烯烃磺酸钠(AOS)及其伴生盐分;构建的PCA评价模型得分与AOS平衡吸附量呈极显著正相关($r=0.987$)。微观表征进一步证实,高分黏土因富含层状硅酸盐矿物与有机质形成强吸附,有效阻滞污染物迁移;而低得分砂土截留能力微弱,存在极高的淋滤风险。

关键词:盾构渣土;理化重塑;表面活性剂;环境行为;风险分级

中图分类号:X53 **文献标志码:**A **文章编号:**2096-6717(XXXX)XX-0001-15

Occurrence characteristics and classification disposal strategy of organic pollution in multi-source shield muck based on physicochemical response mechanism

LIU Chenran, HONG Chen, JIANG Bo, WANG Hao, XING Yi

(School of Energy and Environmental Engineering, University of Science and Technology Beijing, Beijing 100083, P. R. China)

Abstract: With the rapid acceleration of urban underground space development, shield muck enrich with chemical additives has become a critical engineering solid waste requiring urgent disposal. However, the physicochemical alterations caused by shield tunneling and their subsequent environmental effects remain

收稿日期:2025-12-09

基金项目:国家重点研发计划(2023YFC3707801);国家自然科学基金(52304418)

作者简介:刘晨冉(2001-),女,主要从事固体废物处理处置研究,E-mail:13233600616@163.com。

王昊(通信作者),男,博士,E-mail:wanghao@ustb.edu.cn。

Received: 2025-12-09

Foundation items: National Key Research and Development Program of China (No. 2023YFC3707801); National Natural Science Foundation of China (No. 52304418)

Author brief: LIU Chenran (2001-), main research interest: solid waste treatment and disposal, E-mail: 13233600616@163.com.

WANG Hao (corresponding author), PhD, E-mail: wanghao@ustb.edu.cn.

unclear. In this study, a multi-source database was constructed by integrating 80 datasets from the literature with 11 types of field-measured muck and undisturbed soil samples collected from six typical shield tunneling regions in China. Physicochemical properties were characterized using X-ray diffraction (XRD), X-ray fluorescence (XRF), and laser particle size analysis. Multi-spectroscopic techniques, including nuclear magnetic resonance (NMR), gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS), and Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR), were employed to identify characteristic pollutant compositions. Furthermore, batch equilibrium adsorption experiments based on the Sips isotherm model were conducted, and a principal component analysis (PCA) evaluation model was developed. The results indicated that Shield tunneling caused a significant “alkalization shift” and physical structural remodeling. Nevertheless, key chemical activity indicators, such as organic matter and cation exchange capacity (CEC), remained dominated by the geological matrix, exhibiting strong regional heterogeneity. Risk assessment confirmed that heavy metals were not the primary pollutants, identifying exogenous sodium α -olefin sulfonate (AOS) and associated salts as the characteristic pollutants; The constructed PCA evaluation model revealed a highly significant positive correlation ($r=0.987$) between the comprehensive score and the equilibrium adsorption capacity of AOS. Microscopic characterization further confirmed that high-score clayey muck formed strong adsorption through interactions with abundant layered silicate minerals and organic matter, effectively retarding pollutant migration. Conversely, low-score sandy muck exhibited weak retention capacity, posing an extremely high risk of leaching.

Keywords: shield muck; physicochemical remodeling; surfactant; environmental behavior; risk classification

“十四五”规划纲要明确提出加快建设交通强国,构建现代化综合交通运输体系^[1]。随着城市化进程的深入,以地铁为代表的城市地下空间开发规模已达到空前高度^[2]。据统计,截至2024年底,全国运营轨道交通里程累计达12 160.77 km,其中地铁占比约90%^[3]。盾构法因其安全性高、环境干扰小等优势,已成为隧道施工的首选工艺^[4]。然而,盾构施工不可避免地产生海量工程渣土。据估算,中国产生盾构渣土超5亿m³,且呈现持续增长态势,已成为城市固体废弃物管理的沉重负担^[5]。

与传统基坑开挖产生的“原状弃土”不同,盾构渣土是一种受到剧烈工程扰动的工程固废。为改良土体塑性、降低刀盘扭矩,施工中通常需注入泡沫剂、分散剂或高分子聚合物等化学辅助材料^[6]。这使得盾构渣土不仅在物理结构上发生了重塑,更引入了复杂的化学组分^[7]。这种复杂的理化特性,导致渣土在堆存或资源化利用过程中面临严峻的环境风险挑战^[8]。目前,中国盾构渣土的处置方式仍以露天堆填为主^[9],长期日晒雨淋极易导致残留化学药剂随渗滤液迁移,对周边土壤及地下水生态系统构成潜在威胁^[10]。针对盾构渣土的资源化利用,学者已开展了大量研究。在富水砂层、卵石地层及粉质黏土等不同地质条件下,已有研究探索了将其用于同步注浆材料、路基填料或免烧砖制备的可行性^[11-15]。

在环境风险领域,现有研究多聚焦于渣土的浸出毒性或化学助剂的生态毒理效应^[16]。例如,郭敏

等^[17]指出盾构施工辅料中普遍含有表面活性剂及聚合物,存在环境管理盲区;王东梅等^[18]识别了施工中可能产生的邻苯二甲酸酯等有毒有害物质;郭建强等^[19]及董紫君等^[20]主要关注泡沫剂在自然环境中的生物降解特性及其对植物生长的潜在抑制作用^[21]。然而,上述研究多聚焦于单一渣土或将渣土视为普通载体,少有深入探讨盾构施工导致的渣土理化性质改变如何制约或促进污染物的环境行为。核心科学问题聚焦于两方面:一是盾构施工导致“工程扰动”的土体理化性质改变,通过环境行为如何调控污染物的吸附与释放;二是不同地层与工艺产生的渣土所带有不同的“地质基因”特征,其环境风险是否存在显著的差异性特征。对“理化性质-污染行为”的响应机制尚未形成系统认知,现行盾构渣土处置缺乏科学的分类管控体系,进而导致实践中普遍存在“一刀切”式填埋或盲目利用的现象,严重制约了盾构渣土无害化处置与资源化利用的规范化推进^[22]。

笔者选取6个典型地区、涵盖不同地层条件(砂土、黏土、岩层)及施工工艺(土压平衡、泥水平衡)的盾构渣土与原状土为研究对象,并提取近80篇文献中盾构渣土的理化性质,旨在揭示多源盾构渣土的理化重塑特征与有机污染赋存机制。首先系统测定盾构扰动前后土体理化性质的演变规律,并通过多手段联合分析解析特征污染物的化学组分;在此基础上,构建基于主成分分析(PCA)的理化性质综合评价模型,定量阐明土体理化特征对典型表面

活性剂吸附-迁移行为的控制作用。

1 材料与方法

1.1 试验材料

选取的土样涵盖了中国 6 个典型盾构施工区域,以体现不同区域地质与盾构工艺的差异,其中涵盖淤泥、砂土至中风化岩层等多种地质类型。采样严格按《城市轨道交通岩土工程勘察规范》(GB 50307—2012)执行;盾构渣土取自螺旋输送机排土口,原状土取自隧道轴线附近的勘察钻孔岩芯,采样深度与隧道埋深一致。所有样品采集后立即装入双层聚乙烯密封袋,于 4℃冷藏保存并运至实验室。样品分为两组:一组为盾构施工前的原状土,用于构建吸附模型的基础介质;另一组为盾构施工后的渣土,用于分析理化性质的扰动特征。所有样品采集后按照《土工试验方法标准》(GB/T 50123—2019)进行预处理:自然风干至恒重,研磨并通过 2 mm 筛网去除砾石及植物残体,采用四分法留取试验用样。样品详细信息见表 1。

表 1 试验样品土质信息与来源

Table 1 Soil characteristics and sources of the tested samples

编号	来源地区	盾构工艺	地层条件
BJ1	北京原状土	土压平衡	粉质黏土
BJ2	北京原状土	土压平衡	砂质粉土
BJD	北京盾构土	土压平衡	砂质粉土 粉质黏土
XZ	徐州原状土	土压平衡	中风化石灰岩层
XZD	徐州盾构土	土压平衡	中风化石灰岩层
JND	济南盾构土	土压平衡	中风化石灰岩层
CDD	成都盾构土	土压平衡	中风化泥岩地
SH	上海原状土	泥水平衡	黏土
SHD	上海盾构土	泥水平衡	黏土
ZZ	株洲原状土	泥水平衡	淤泥质黏土
ZZD	株洲盾构土	泥水平衡	淤泥质黏土

1.2 分析方法

1.2.1 理化性质检测方法

系统测定样品的常规理化指标^[23-26]。含水率采用 105℃烘干法测定;土粒密度采用比重瓶法测定;有机质含量(SOM)采用重铬酸钾氧化-容量法

(NY/T 85-1988)测定;阳离子交换量(CEC)采用三氯化六氨合钴浸提-分光光度法测定;pH 值采用电位法(土水比 1:2.5)测定。总氮、总磷和总钾分别采用凯氏定氮法、碱熔-钼锑抗分光光度法及原子吸收光谱法(AAS)测定。颗粒级配采用激光粒度仪(Malvern Mastersizer 3000)进行分析,并计算不均匀系数 C_u 与曲率系数 C_c 以表征级配特征:

$$C_u = \frac{d_{60}}{d_{10}} \tag{1}$$

$$C_c = \frac{d_{30}^2}{d_{10} \times d_{60}} \tag{2}$$

式中: d_{10} 、 d_{30} 、 d_{60} 分别为粒径分布曲线上小于该粒径的土重占总土重 10%、30% 和 60% 时的粒径值^[27]。

1.2.2 矿物组成与化学成分表征

为揭示典型吸附介质的微观机理,选取 BJ、SH 和 ZZ 三种原状土样品进行深入表征。矿物晶体结构采用 X 射线衍射仪(XRD, Rigaku SmartLab SE, Cu-K α 辐射)测定,扫描范围 2θ 为 5°~90°。主要化学氧化物组成采用 X 射线荧光光谱仪(XRF, SHIMADZU XRF-1800)进行定量分析。

1.2.3 盾构泡沫剂成分解析

针对盾构施工使用的泡沫剂(表 3),采用多手段联合分析技术解析其化学组分。利用液体核磁共振波谱仪(NMR, Bruker Avance III 400 MHz, 溶剂为 D₂O)识别有机分子骨架及官能团连接方式^[28];采用气相色谱-质谱联用仪(GC-MS, Agilent 7890B-5977A)分析挥发性组分,色谱柱选用 HP-5MS(30 m×0.25 mm×0.25 μ m),升温程序设定为:初始温度 50℃保持 2 min,以 10℃/min 升至 280℃并保持 10 min^[29];采用质谱仪(MS, Agilent 6460 Triple Quad)解析非挥发性组分,使用电喷雾电离(ESI)源,在负离子模式下进行全扫描,扫描范围设定为 m/z 0~2000,以确证活性分子的特征碎片;利用傅立叶红外光谱(FTIR, Nicolet iS50),扫描范围 4000~400 cm^{-1} ,表征主要表面活性剂的特征官能团^[30]。此外,采用电感耦合等离子体质谱(ICP-MS, Agilent 7800)测定渣土重金属污染及浸出液中的常量元素含量^[31]。

表 2 不同施工项目来源泡沫剂样品详细信息

Table 2 Detailed information on foaming agent samples from different shield tunneling projects

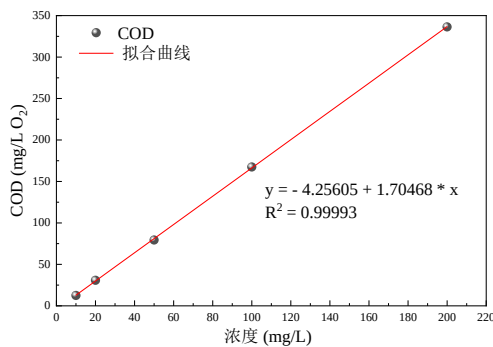
样品名称	施工项目	药剂型号	生产厂家
XZ@	徐州市城市轨道交通 4 号线一期工程	THS-266	任丘市华北油田金凯隆石油助剂有限公司
CD@	成都轨道交通 18 号线三期土建二工区项目	SLF-34	巴斯夫浩珂矿业化学(中国)有限公司
BJ@	北京轨道交通 13 号线扩能提升工程土建施工 05 合同段 盾构施工专用环保型干粉泡沫剂		成都威华机电设备有限公司

1.2.4 污染物等温吸附实验

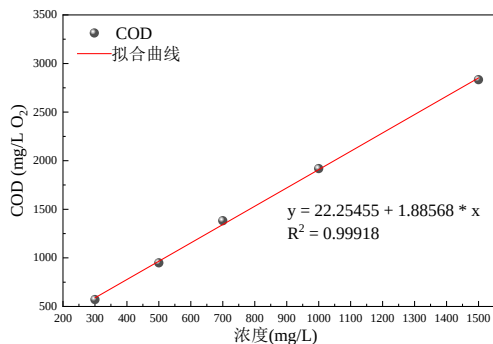
选取成分分析中表征的 BJ1、SH 和 ZZ 三种典型原状土作为吸附剂,以此来涵盖淤泥质黏土、粉质黏土、砂质粉土等主要渣土类型,以解析出的特征污染物(AOS)为吸附质开展批平衡吸附实验。为消除本底干扰,土样经去离子水离心清洗至上清液 COD 低于检出限。每组反应体系包含 5.0 g 土样与 50.00 mL 不同初始浓度(20~1 000 mg/L)的 AOS 溶液(固液比 1:10)。体系在恒温振荡器(25 °C, 150 r/min)中振荡 6 h 以达到吸附平衡(平衡时间由动力学预实验确定)。实验控制背景离子强度与 pH 值恒定以消除非目标变量干扰。反应后上清液经 0.45 μm 滤膜过滤,采用 COD 快速法测定。通过配制 20~1 500 mg/L AOS 标准溶液,分低、高浓度区间拟合,建立了 COD 与 AOS 浓度的标准曲线(20~1 000 mg/L, $R^2 > 0.999$),如图 1 所示。因 AOS 为体系中唯一显著外源碳源,且空白对照显示无显著干扰,故可用 COD 值变化准确定量 AOS 浓度,并据此计算平衡浓度 C_e 与吸附量 q_e 。实验数据采用 Sips(Langmuir-Freundlich)模型进行非线性拟合,以获取最大饱和吸附量及相关吸附参数^[32]。

1.2.5 数据分析

为了克服单一样本量不足的局限,系统收集了



(a) 10~200 mg/L AOS 标准曲线



(b) 300~1 500 mg/L AOS 标准曲线

图 1 AOS 浓度与 COD 的标准校准曲线

Fig.1 Standard calibration curve correlating AOS concentration with COD

近年来公开发表的盾构渣土理化性质数据(共计 80 组),与实测数据共同构成大样本数据库,用于分析盾构扰动对理化性质影响的统计学规律。检索范围:以“盾构渣土”“理化性质”“Shield muck”“Physicochemical properties”为关键词,检索中国知网和 Web of Science 数据库(检索时间范围为 2015—2024 年);纳入标准:研究对象为盾构施工产生的工程渣土,文献包含目标理化指标(如含水率、pH 值、有机质、CEC 等)分析数据,数据为实测值,且标注测试方法与单位,期刊论文或学位论文;排除标准:无具体实测数据仅为定性描述的文献,测试方法不符合行业标准的文献;数据预处理:对不同来源数据的计量单位进行统一标准化,采用 Grubbs 检验($\alpha=0.05$)对原始数据进行异常值筛查,共剔除 3 组异常数据;最终筛选出有效文献 54 篇,提取数据样本 80 组,与本研究实测的 11 组数据共同构成大样本数据库($N=91$),用于后续统计学分析^[33]。

采用 SPSS 27.0.1 软件进行统计分析。数据分析前,均经 Shapiro-Wilk 检验与 Levene 检验评估正态性与方差齐性。据此选用参数检验(t 检验或 ANOVA)或非参数检验(Wilcoxon 秩和检验或 Kruskal-Wallis 检验)^[34]。针对小样本组($n \leq 3$),采用 Bootstrap 重抽样(1 000 次)以降低随机误差;多组比较时使用 Bonferroni 法校正。所有分析均报告效应量(Cohen's d 或 η^2)及 95% 置信区间,统计显著性水平设定为 $P < 0.05$ 。

通过主成分分析(PCA)对多维理化指标进行降维处理,提取特征主成分(累计方差贡献率 $> 80\%$),构建理化性质综合评价模型,以量化表征不同土体的环境化学活性^[35]。

2 结果与讨论

2.1 盾构渣土理化性质的分布特征与重塑效应

2.1.1 理化性质总体分布特征

对采集的 6 个地区共 11 个典型盾构渣土及原状土样品的理化性质进行测试。数据分布跨度较宽。土粒密度为 2.66~2.85 g/cm³,含水率波动剧烈(11.01%~61.53%),其中采用泥水平衡工艺的 SH/SHD 和 ZZ/ZZD 样品含水率显著高于北方土压平衡盾构样品,液限最高达 50.62%,属于典型的高液限黏土。粒径分布上,样品跨越了砂土(砂粒含量最高 69.1%,BJ1)至粉质黏土(粉粒含量最高 79.32%,SHD)的多个质地区间,这种物理结构的差异将直接影响污染物的孔隙迁移路径^[36]。化学环境与活性指标化学性质方面,所有样品 pH 值均介于 7.81~8.93 之间,整体呈弱碱性至碱性环境,且

盾构渣土的 pH 值普遍略高于对应原状土,这与施工过程中使用的碱性发泡剂或水泥基注浆材料残留有关^[18]。关键化学活性指标(有机质与 CEC)表现出极大的区域分异:以 JND 和 CDD 为代表的岩层渣土,其有机质含量(<6 g/kg)与阳离子交换量(<3 cmol⁺/kg)极低,表明其胶体化学活性微弱;相反,ZZ/ZZD 样品的有机质含量高达 35~38 g/kg,CEC 维持在 13 cmol⁺/kg 左右,显示出极强的潜在吸附与缓冲能力^[34]。这种化学活性的巨大差异,预示了不同渣土对有机污染物的截留行为将存在本质区别。

2.1.2 关键化学活性组分分析

有机组分与挥发性物质的赋存特征如图 2 所示,样品的有机质(SOM)含量与烧失量(LOI)呈现出高度一致的空间波动趋势。回归分析表明二者呈显著正相关,说明渣土中的高温易挥发组分主要由有机物质贡献。在区域分布上,ZZ/ZZD 表现出极高的“富有机质”特征,其 SOM 含量高达 35~38 g/kg,高于其他地区。这与其淤泥质黏土的湖沼相沉积背景有关,丰富的腐殖质组分可为疏水性有机污染物提供大量的分配相。相比之下,JND 与 CDD 等岩石地层样品的 SOM 仅为 3~5 g/kg,处于极低水平。此外,对比盾构前后数据发现,部分渣土(如 BJ、XZ、SH)的 SOM 和 LOI 略高于原状土,暗示盾构施工过程中添加的有机高分子发泡剂或油脂类物质在土体中产生了少量累积,但这种外源输入未改变“南高北低”的总体地质分布格局。

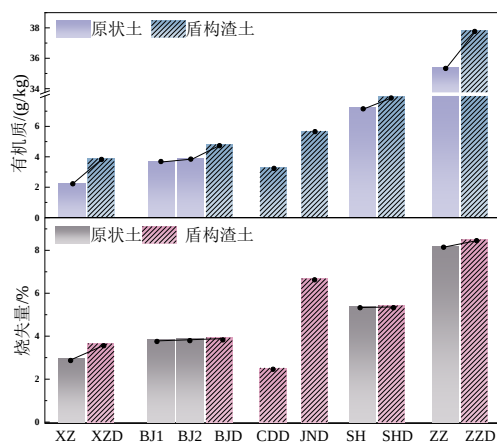
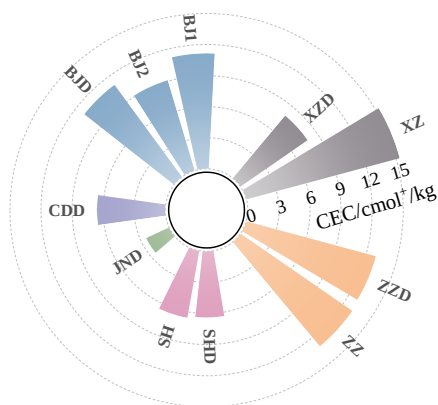


图 2 不同地区盾构渣土及原状土的有机质与烧失量分布特征

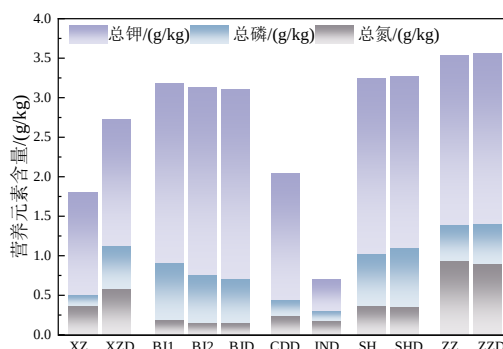
Fig.2 Organic matter and loss on ignition of soil samples from different regions

CEC 是表征土壤胶体保持养分及吸附重金属/极性有机物能力的核心指标。如图 3(a)所示,CEC 值在不同样品间跨越了两个数量级:XZ 与 ZZ 样品表现出高 CEC 值(>13 cmol⁺/kg),表明其含有丰

富的黏土矿物或腐殖质胶体,具备较强的静电吸附与缓冲能力;而 JND 与 CDD 的 CEC 值极低(<3 cmol⁺/kg),反映了其粗颗粒、低表面电荷的矿物学惰性。营养元素分布(图 3(b))进一步印证了母质差异:总氮(TN)分布与有机质高度耦合,ZZ 样品最高(0.94 g/kg),表明氮素主要以有机形态存在;总钾(TK)则受矿物组成控制,北京(BJ)样品虽然有机质低,但总钾含量最高(23.75 g/kg),指示其富含长石、云母等富钾原生矿物^[37]。



(a) 阳离子交换量检测含量



(b) 总氮、总磷、总钾检测含量

图 3 不同地区土样总氮、总磷、总钾及阳离子交换量检测含量

Fig.3 Soil samples from different regions: contents of total nitrogen, total phosphorus, total potassium and cation exchange capacity

综上所述,ZZ 和 SH 等软土地层样品属于“高有机质-高 CEC”的活性介质,而 BJ、JND 等砂土或岩性地层样品属于“低有机质-低 CEC”的惰性介质。这种化学活性的本质差异,将直接决定污染物在土-水界面的分配行为。

2.1.3 盾构条件下的理化性质重塑效应

在表征研究样品其他理化性质的基础上,系统收集并整理近年关于盾构渣土与泥浆的理化性质数据,开展描述性统计与比较分析,以分析不同来源盾构土理化性质趋势特征。从分布箱线图(图 4)

可以看出,各指标分布差异显著、离散性强。整体呈现出以砂土、黏土为主的高含水率、弱碱性、密度

和液塑限差异显著的特征趋势。

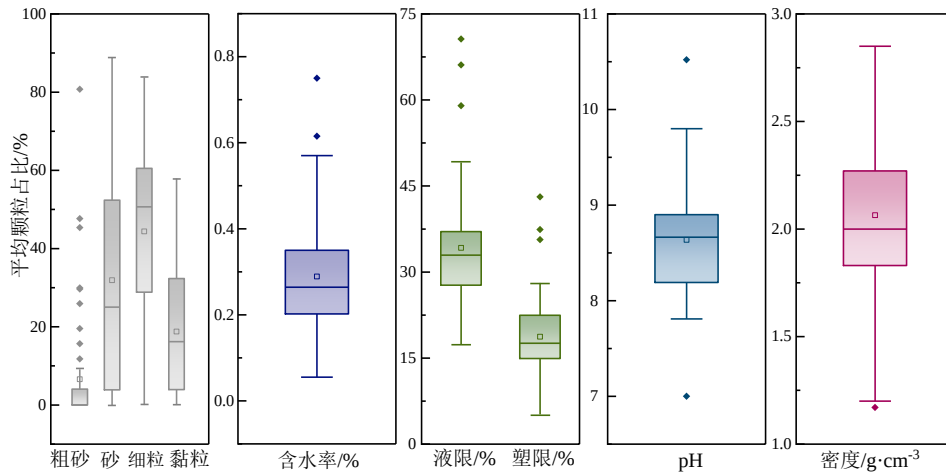


图4 不同来源盾构渣土不同理化性质分布箱线图

Fig.4 Box plots of physicochemical property distributions of shield muck from different sources

1) 水力-力学状态的重塑

盾构施工显著改变了土体的水力状态。统计表明(表3),盾构渣土的含水率显著高于原状土($p < 0.001$),且受施工工艺影响极大($p = 0.013$)。其中,泥水平衡盾构由于泥浆循环系统的介入,其渣土平均含水率高达39.7%,显著高于土压平衡盾构(EPB, 28.3%)。效应量分析显示,盾构工艺对含水率具有极大的实质性影响(Cohen's $d = 0.99$),表明工艺差异解释了绝大部分的含水率变异。这种水分的强制注入直接导致了密度的分异:虽然整体上渣土与原状土在工艺间差异极显著($p < 0.001$)。泥水盾构渣土因高含水率呈现“低密度、流塑状”特征(平均1.76 g/cm³),而土压平衡渣土在土仓压力的挤压与改良剂润滑作用下,表现出明显的致密化趋势(平均2.20 g/cm³)。统计检验显示,工艺类型对密度的效应量达到了大效应水平(Cohen's $d = 1.13$),说明泥水与土压平衡工艺在物理重塑机制上存在本质差异。此外,外源添加剂的引入还改变了土体的界限含水率,从4因素下的液塑限分布(图5)可以看出,盾构工艺以及底层条件对其分布影响明显;而从统计结果分析可知泥水盾构渣土的液限显著升高($p < 0.01$),表明施工扰动增强了土体的亲水性与可塑性。此外,地层结构对水力-力学性质均产生明显影响,表明从卵石沙砾层、风化地层到淤泥层,呈现出含水率增大、液塑限升高以及密度降低的趋势,说明物理性质主要受地层结构影响,而非施工扰动或区域因素主导。

2) 颗粒骨架的物理破碎与重组

盾构机刀盘的切削与螺旋输送机的搅拌作用对土体颗粒级配产生了不可逆的重塑。从分布图

(图6)以及显著性分析显示(表4),虽然均匀系数(C_u)的变化主要受来源地区控制($p = 0.028$),但曲率系数(C_w)受盾构工艺($p = 0.021$)和地层条件($p < 0.001$)显著影响。中国地铁盾构工程绝大多数穿越的地层结构为中风化地层,主要土质为砂土及黏土,除此之外,少部分还穿越的地层包括砂卵石地层,其中大范围遇到砂卵石地层的地区主要为北京、成都和兰州^[38]。多因素方差分析表明,地层结构对曲率系数(C_w)具有显著的控制作用(Partial $\eta^2 = 0.412$),其解释力远高于来源地区等其他因素。数据表明,盾构渣土的砂粒比例普遍上升,黏粒比例下降,说明施工过程中的机械破碎作用导致了细颗粒的团聚或流失,使土体结构趋于粗化。这种颗粒骨架的改变将直接影响孔隙结构,从而改变污染物的渗透与迁移路径^[39]。

3) 化学环境的碱性化偏移

除了物理重塑,盾构施工还导致了化学环境的显著改变。配对样本t检验结果显示(表5),盾构渣土的pH值(平均8.72)显著高于原状土(平均8.05) ($p < 0.001$),表现出明显的碱性化偏移特征。这种pH值的升高与含水率的增加呈现同步性,主要归因于施工过程中注入的工业泡沫剂(通常呈弱碱性)及同步注浆材料(水泥基)的残留与扩散^[19]。值得注意的是,不同工艺间pH值差异不显著($p = 0.198$),说明无论采用哪种盾构方式,碱性物质的引入与残留是盾构渣土普遍存在的环境特征。pH值的升高将改变两性污染物的存在形态及土壤胶体的表面电荷性质(如使表面负电荷增加),从而间接影响吸附行为。

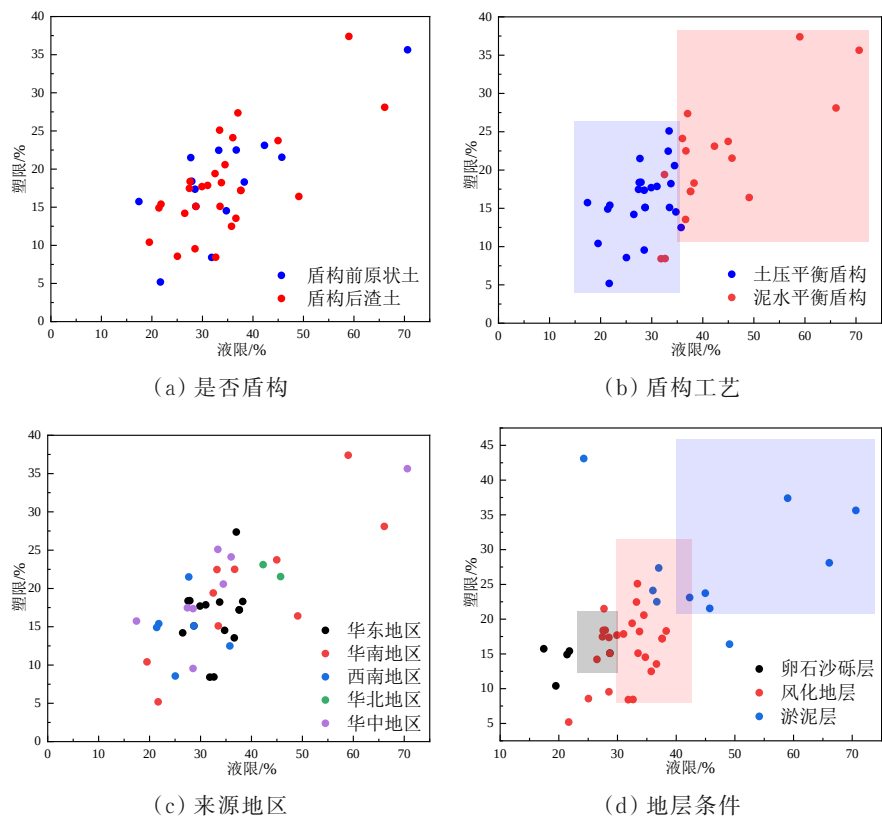


图5 不同因素下渣土液塑限分布图

Fig.5 Distribution of liquid and plastic limits of shield muck under different factors

表3 水力-力学性质针对不同因素的显著性分析(只列出显著相关)

Table 3 Significance analysis of hydraulic-mechanical properties for different factors (only listing significant correlations)

指标	影响因素	分类依据	个案数	平均值	标准差	显著性 p
含水率/%	是否盾构	盾构前原土	26	0.20	0.06	<0.001
	是否盾构	盾构后渣土	55	0.33	0.13	<0.001
	盾构工艺	土压平衡盾构	31	0.28	0.12	0.013
	盾构工艺	泥水平衡盾构	24	0.40	0.12	0.013
	地层结构	卵石沙砾层	22	0.20	0.09	0.003
	地层结构	风化地层	36	0.29	0.10	0.003
	地层结构	淤泥层	23	0.37	0.15	0.003
液限/%	盾构工艺	土压平衡盾构	25	28.10	5.06	<0.01
	盾构工艺	泥水平衡盾构	17	43.22	11.69	<0.01
	地层结构	卵石沙砾层	5	21.77	4.25	<0.01
	地层结构	风化地层	26	31.41	4.26	<0.01
	地层结构	淤泥层	11	46.53	13.93	<0.01
塑限/%	地层结构	卵石沙砾层	5	14.31	2.21	<0.01
	地层结构	风化地层	26	15.85	4.80	<0.01
	地层结构	淤泥层	11	27.55	7.98	<0.01
密度/(g/cm ³)	盾构工艺	土压平衡盾构	28	2.20	0.29	<0.001
	盾构工艺	泥水平衡盾构	19	1.76	0.47	<0.001
	地层结构	卵石沙砾层	3	2.28	0.24	0.009
	地层结构	风化地层	44	2.13	0.37	0.009
	地层结构	淤泥层	14	1.76	0.51	0.009

2.1.4 理化性质的综合量化评价

为量化表征不同土体的环境化学活性,采用主成分分析(PCA)对11个试样土样的多维理化指标

进行降维处理^[40]。指标筛选遵循“环境相关性优先”与“消除多重共线性”相结合的原则。通过 Pearson 相关性分析与方差膨胀因子(VIF)诊断排除多重共

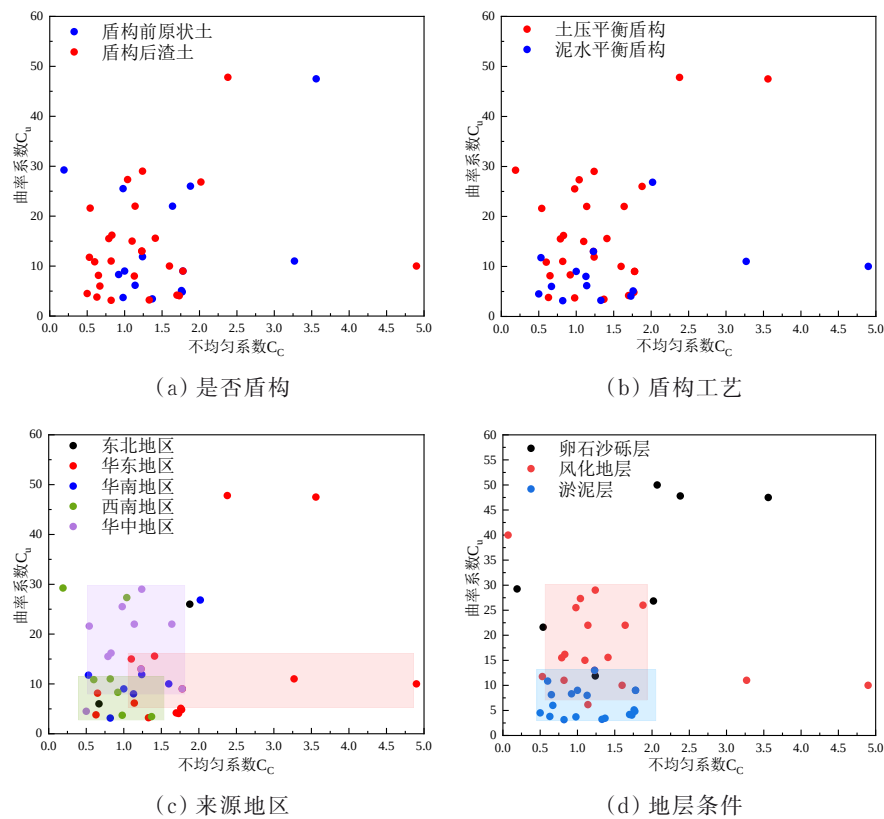


图 6 不同因素下渣土颗粒系数分布图

Fig.6 Distribution of particle gradation coefficients of shield muck under different factors

表 4 渣土颗粒系数针对不同因素的显著性分析

Table 4 Significance analysis of particle gradation coefficients of shield muck under different influencing factors

指数	影响因素	分类依据	个案数	平均值	标准差	显著性 p
均匀系数 C_c	是否盾构	盾构前原土	14	1.66	0.82	0.134
	是否盾构	盾构后渣土	28	1.23	0.89	0.134
	盾构工艺	土压平衡盾构	28	1.28	0.67	0.31
	盾构工艺	泥水平衡盾构	14	1.57	1.20	0.31
	来源地区	华东地区	16	1.90	1.14	0.028
	来源地区	华南地区	8	1.05	0.61	0.028
	来源地区	西南地区	7	0.85	0.37	0.028
	来源地区	华北地区	2	1.28	0.86	0.028
	来源地区	华中地区	10	1.07	0.43	0.028
	地层结构	卵石沙砾层	7	1.71	1.15	0.158
	地层结构	风化地层	18	1.43	1.09	0.158
	地层结构	淤泥层	19	1.18	0.47	0.158
曲率系数 C_u	是否盾构	盾构前原土	14	13.81	12.41	0.559
	是否盾构	盾构后渣土	28	17.87	24.13	0.559
	盾构工艺	土压平衡盾构	28	16.83	11.88	0.021
	盾构工艺	泥水平衡盾构	14	8.70	6.15	0.021
	来源地区	华东地区	16	13.02	14.09	0.768
	来源地区	华南地区	8	26.33	42.44	0.768
	来源地区	西南地区	7	13.40	10.62	0.768
	来源地区	华北地区	2	16.00	14.14	0.768
	来源地区	华中地区	10	17.83	7.60	0.768
	地层结构	卵石沙砾层	7	33.55	14.97	<0.001
	地层结构	风化地层	18	18.17	8.74	<0.001
	地层结构	淤泥层	19	6.38	2.93	<0.001

表 5 pH 值针对不同因素的显著性分析

Table5 Significance analysis of pH for different factors

影响因素	分类依据	个案数	平均值	标准差	显著性
是否盾构	盾构前原土	17	8.05	0.46	<0.001
	盾构后渣土	23	8.72	0.64	<0.001
盾构工艺	土压平衡盾构	23	8.32	0.75	0.198
	泥水平衡盾构	17	8.59	0.48	0.198
来源地区	华东地区	8	8.45	0.64	0.202
	华南地区	11	8.64	0.51	0.202
	西南地区	8	8.52	1.02	0.202
	华北地区	6	8.14	0.32	0.202
	华中地区	7	8.22	0.58	0.202
	卵石沙砾层	6	8.25	0.50	0.423
地层结构	风化地层	23	8.38	0.74	0.423
	淤泥层	11	8.64	0.52	0.423

线性干扰(VIF 阈值设为 10)。分析发现, C_u (VIF=12.3)和 C_c (VIF=11.7)与黏粒含量的相关性高达 0.87,存在显著共线性。鉴于“黏粒含量”能更直接地表征土壤胶体比表面积与吸附潜力,并确保模型聚焦于核心环境化学属性,最终决定剔除 C_u 与 C_c ,优先选取剩余 10 项理化指标构建评价体系。经检验,数据的 KMO 值为 0.645, Bartlett 球形度检验显著性<0.001($\chi^2=128.07$, 自由度 $v=45$),证实各变量间存在显著相关性,适合进行因子分析。如(图 7)碎石图所示,提取出 3 个特征值大于 1 的主成分,累计方差贡献率达 85.33%,表明模型能有效解释原始数据的大部分信息。

根据旋转后的成分矩阵(表 6),各主成分的载荷特征揭示了支配渣土性质的潜在机制:第 1 主成

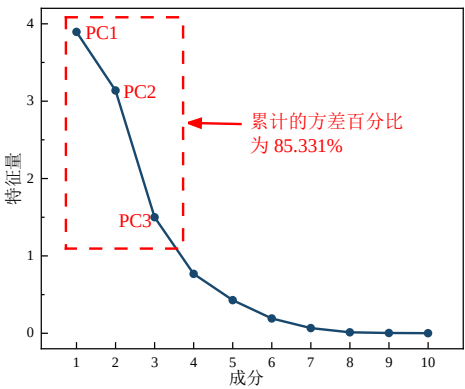


图 7 理化性质因子碎石图

Fig.7 Scree plot of physicochemical property factors

分(PC1,方差贡献率 35.99%):在有机质、全氮、黏粒含量、烧失量及 CEC 上具有极高载荷。这些指标均与土壤胶体的表面活性及养分保持能力密切相关,因此将 PC1 定义为“胶体吸附潜力因子”。PC1 得分越高,意味着土体表面活性位点越丰富,对污染物的截留能力越强。第 2 主成分(PC2,方差贡献率 29.20%):主要由全钾、全磷及 pH 值贡献。全钾与全磷多源于长石、磷灰石等原生矿物,而 pH 反映了化学环境背景。因此将 PC2 定义为“矿物养分与酸碱背景因子”,主要反映地层母质的地球化学特征及注浆材料的碱性残留。第 3 主成分(PC3,方差贡献率 20.14%):显著载荷集中在含水率(0.857)与密度(0.747)。这两个指标直接受控于盾构施工的挤压与泥浆注入,因此将 PC3 定义为“物理结构状态因子”,反映了工程扰动对土体密实度与水力状态的重塑程度。

表 6 主成分矩阵

Table 6 Principal component matrix

成分	密度	有机质	全氮	全磷	全钾	pH 值	阳离子交换量	含水率	烧失量	黏粒
1	0.144	0.933	0.94	-0.059	0.114	-0.223	0.566	0.325	0.764	0.865
2	0.375	0.107	0.033	0.907	0.956	0.77	0.485	0.095	-0.015	-0.438
3	0.747	0.247	0.118	0.232	-0.04	0.394	-0.472	0.857	0.459	-0.048

理化性质综合得分模型构建基于方差贡献率权重法,构建多源盾构渣土理化性质综合得分(Q_{PCC})计算模型,公式为 $Q_{PCC} = \frac{\lambda_1 \times F_1 + \lambda_2 \times F_2 + \lambda_3 \times F_3}{\lambda_1 + \lambda_2 + \lambda_3}$ (3)

即

$$Q_{PCC} = \frac{35.99\% \times F_1 + 29.20\% \times F_2 + 20.14\% \times F_3}{85.33\%}$$

(4)

式中: F_1 、 F_2 、 F_3 分别为各样品的成分得分; λ_1 、 λ_2 、 λ_3 为对应主成分的方差贡献率,作为权重

系数。
计算结果(表 7)显示,不同样品的综合得分差异显著:ZZD 得分最高(1.22),与其高有机质、高黏粒特性一致,预示其为高吸附活性介质;而 JND 与 CDD 得分最低(<-0.7),主要受限于其低 CEC 和粗颗粒结构。

相关性分析(表 8)表明, Q_{PCC} 与盾构工艺及地层结构呈显著正相关,而与来源地区及是否扰动相关性较弱。这再次表明地层本身的“先天基因”(决定了 PC1/PC2)与施工工艺的“后天改造”(决定了 PC3/pH)共同决定了渣土的最终环境属性。该综合得分将作为连接宏观理化性质与微观污染行为

表7 盾构渣土样品的成分得分与理化性质综合得分 (Q_{PCC})

Table 7 Component scores and comprehensive physicochemical scores (Q_{PCC}) of shield muck samples

编号	胶体吸附潜力因子(F1)	矿物养分与酸碱背景因子(F2)	物理结构状态因子(F3)	综合得分(Q_{PCC})
ZZD	1.839 02	0.239 92	1.528 74	1.22
ZZ	2.023 72	0.051 96	-0.960 46	0.64
SHD	-0.619 33	0.858 55	1.602 42	0.41
SH	-0.365 25	0.598 53	-0.039 88	0.04
BJD	-0.652 71	0.909 23	-0.315 46	-0.04
BJ1	-0.422 18	0.933 33	-0.786 38	-0.04
BJ2	-0.671 28	0.760 63	-0.187 34	-0.07
XZD	0.014 16	-0.339 66	-0.011	-0.11
XZ	0.144 33	-0.799 04	-1.635 26	-0.6
JND	-0.425 06	-2.177 29	0.860 7	-0.72
CDD	-0.865 43	-1.036 16	-0.056 08	-0.73

的关键纽带,用于解析污染物的赋存机制。

表8 理化性质综合得分(Q_{PCC})与四个因素的相关性分析

Table 8 Correlation analysis between comprehensive physicochemical scores(Q_{PCC}) and four factors

统计指标	Q_{PCC}	来源地区	是否盾构	盾构工艺	地层结构
皮尔逊相关性	1.000 00	-0.284	0.008	0.775**	0.775**
显著性(双尾)	/	0.397	0.982	0.005	0.005

2.2 盾构渣土的污染分析与特征识别

2.2.1 潜在重金属风险的安全性评估

为探究盾构施工是否导致重金属富集,选取

XZ、CD等多地渣土样品进行元素全量分析,并对照《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)进行风险筛查。测试结果(表9)显示,所有调查样品的As、Cd、Cu、Pb、Cr、Hg、Zn和Ni等8项管控重金属含量均显著低于标准限值,整体处于环境安全水平。数据特征表明,渣土中的金属元素含量主要受地层母岩的背景控制,例如XZD中的Ca来源于石灰岩,BJD中的Si来源于砂质沉积,未发现明显的因机械磨损或注浆材料引入的重金属人为污染。因此,可以判定重金属并非多源盾构渣土的主要环境制约因子,其生态风险在可控范围内。

表9 四种来源盾构土重金属元素分析

Table 9 Heavy Metal Element Analysis of Shield Muck from Four Different Sources

序号	参考标准	污染物项目	风险筛选值/(mg/kg)	ZXD/(mg/kg)	CDD/(mg/kg)	JND/(mg/kg)	BJD/(mg/kg)
1	《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)	砷	25	4.09	5.16	1.91	1.82
2		镉	0.6	0.037	0.078	0.04	0.052
3		铜	100	9.76	13.92	6.14	5.2
4		铅	170	6.94	10.48	6.12	5.93
5		汞	3.4	0.054	0.003	0.06	0.041
6		镍	190	15.80	22.33	9.46	32.47
7		锌	300	46.25	37.83	32.03	4.4
8		铬	250	12.67	27.22	9.89	10.1

2.2.2 外源泡沫剂的化学组分解析

排除重金属风险后,对施工核心添加剂——泡沫剂进行成分解析。表10展示了XZ@、CD@、BJ@三种典型泡沫剂样品的化学组分。

为明确活性组分结构,综合FTIR、 ^1H NMR及MS谱图进行解析(谱图详见支撑材料图S1-S3)。FTIR显示 $1\,030\sim1\,200\text{ cm}^{-1}$ 处存在强吸收带($-\text{SO}_3^-$ 中 $\text{S}=\text{O}$ 键伸缩振动),以及 $2\,849\sim2\,919\text{ cm}^{-1}$ 处的 $\text{C}-\text{H}$ 伸缩振动峰(对应长碳链),表明样品中含有典型的烷基磺酸盐结构特征^[41]。 ^1H NMR在 $\delta=0.8\times$

$10^{-6}\sim1.5\times10^{-6}$ 范围内出现密集质子峰簇,证实长链烷基存在。MS检测到 $m/z=271$ 与 299 的特征离子峰,分别对应 C_{14} 与 C_{16} α -烯烃磺酸钠脱 Na^+ 后的 $[\text{M}-23]$ 片段。结合定量结果(表10),判定3种泡沫剂均以AOS(含量 $2.0\%\sim5.0\%$)为主体活性成分。AOS分子具有典型的两亲结构,其亲水的磺酸基团($-\text{SO}_3\text{Na}$)与疏水的长碳链共同作用,赋予其优异的发泡效率与稳泡性能,是盾构土仓改良的关键助剂^[42]。此外,体系中还复配了乙二醇(溶剂)、聚乙烯醇(增稠剂)及硫酸钠等无机盐助剂。这表明,泡沫

剂的广泛使用向盾构渣土中引入了大量的外源性 AOS 有机分子及 Na^+ 、 SO_4^{2-} 等无机离子,这构成了渣土污染属性形成的物质根源。

表 10 泡沫剂成分分析
Table 10 Analysis of foaming agent composition

样品	化合物名称	质量百分比/%	牌号/CAS	备注
XZ@	乙二醇	8.0~9.0	107-21-1	溶剂
	α -烯基磺酸钠	4.0~5.0	AOS	表面活性剂
	氯化钠	0.05~0.1	7647-14-5	无机盐
	聚乙烯醇*	0.05~0.1	1 799	增稠剂
	水	87.0~88.0	/	溶剂
CD@	α -烯基磺酸钠	2.0~4.0	68 439-57-6	发泡剂
	十二烷基硫酸钠	0.2~0.3	68 439-57-6	发泡剂
	烷基糖苷	0.5~1.5	157 707-88-5	发泡剂
	硫酸钠	0.25~0.35	7757-82-6	无机盐
	水	93.0~95.0	/	溶剂
	其他助剂	单组分含量均<0.1%		/
BJ@	α -烯基磺酸钠	3.0~5.0	AOS	发泡剂
	烷基硫酸钠	1.0~3.0	K14/K16	发泡剂
	三聚磷酸钠	0.1~0.2	7758-29-4	无机盐
	水	93.0~95.0	/	溶剂

注:定性依据为 FTIR、 ^1H NMR、MS 及 GC MS 多维度匹配;定量结果基于 MS 特征离子响应值或 GC 峰面积归一化法,相对误差 $\leq 5\%$;完整图谱见附件。

2.2.3 渣土浸出液的化学累积效应

为了验证添加剂在渣土中的残留与释放行为,模拟渣土在长期露天堆存及自然沉降过程中的污染物浸出行为,选取 XZD、CDD、BJD 渣池悬浮液(XZ'、CD'、BJ'),在静置 70 d 达到固液吸附-解吸平衡的极限状态后,提取上清液进行了电感耦合等离子体质谱(ICP-MS)全量元素分析(表 11)。结果显示,与 Ca、Mg、Fe 等地质源元素保持相对稳定的趋势不同,代表泡沫剂特征组分的硫(S)与钠(Na)呈现出显著的化学累积效应:硫的异常富集,浸出液中 S 元素浓度维持在 768.9~824.8 mg/L 的高位,远超一般地下水背景值。由于 AOS 分子结构中含有磺酸基($-\text{SO}_3^-$),且泡沫剂配方中添加了硫酸钠,证实了可溶性硫主要源于药剂残留。钠的持续释放,Na 浓度最高达 298.4 mg/L(CDD),呈现显著的外源输入特征。综合上述分析,构建了“药剂输

入-渣土残留-浸出释放”的完整证据链。值得注意的是,浸出液中高浓度的 Na^+ 和硫化物(以 S 计,推测主要转化为 SO_4^{2-})揭示了潜在的次生盐渍化风险。若此类高盐渣土直接用于土地复垦或园林绿化,可能导致土壤板结及渗透性下降;若用于工程回填,高浓度的硫酸盐可能对地下混凝土结构产生腐蚀作用(依据《岩土工程勘察规范(2009 年版)》(GB 50021—2001))。因此,多源盾构渣土的特征污染模式为:以 AOS 为代表的阴离子表面活性剂有机污染,伴随显著的盐分累积风险。这一结论将渣土环境风险管控的重心从传统的重金属防控引向了对表面活性剂赋存行为的关注。

表 11 XZD、CDD、BJD 渣土样品来源渣池悬浮液 70 d ICP 元素分析

Table 11 ICP analysis of elements in 70-day leachates from slurry pits of XZD, CDD, and BJD shield muck samples											mg/L	
名称	S	Ca	Na	Mg	K	Si	Sr	Al	Fe	Mo		
XZ'	822.1	818.0	177.7	30.7	28.4	5.9	3.48	1.07	0.97	0.78		
CD'	824.8	639.9	298.4	14.5	15.9	8.3	61.1	1.41	1.50	0.26		
BJ'	768.9	794.1	191.0	49.0	4.52	2.88	3.30	3.49	1.14	0.01		

2.3 基于理化性质响应的污染物赋存机制

2.3.1 吸附介质的矿物学组分特征

为了探究不同地质介质对特征污染物(AOS)的微观截留机制,根据地域分布筛选了 3 种代表性原状土样品(SH、BJ、ZZ)作为吸附基质。图 8 的 XRD 图谱与表 12 的 XRF 化学成分分析揭示了三者在矿物组成上的共性与显著的非均质性差异。XRD 图谱显示,3 种样品均表现出极强的石英特征衍射峰,且 XRF 结果显示 SiO_2 均为主要氧化物,表明三者均以石英为主要骨架矿物,这种相似的物理骨架为对比不同黏土矿物组分的吸附贡献提供了均一化的基准^[21]。

尽管骨架相似,但 3 种样品在黏土矿物及化学组分上表现出显著的特异性。BJ 样品虽然 SiO_2 含量相对最低,但 CaO (8.76%)和 Al_2O_3 (14.56%)含量显著高于其他两组,结合 XRD 图谱中 $20^\circ\sim 30^\circ$ 区间密集的杂峰,可推断其富含斜长石及碳酸盐矿物,这种富钙的架状硅酸盐结构虽然稳定,但缺乏

表 12 三种来源原状土的 XRF 化学成分分析

Table 12 XRF chemical Composition Analysis of Undisturbed soil from three sources

样品	CaO	SiO_2	MgO	Al_2O_3	Fe_2O_3	K_2O	TiO_2	SO_3	Na_2O	P_2O_5	MnO	Cr_2O_3	ZnO
SH	5.23	68.88	2.55	11.19	3.80	1.83	0.60	0.32	4.63	0.22	0.07	0.02	0.01
BJ	8.76	61.65	3.74	14.56	4.84	2.13	0.79	0.16	2.79	0.25	0.09	0.02	0.01
ZZ	3.64	68.42	1.59	14.05	5.75	2.13	0.96	2.04	0.97	0.14	0.07	0.02	0.01

%

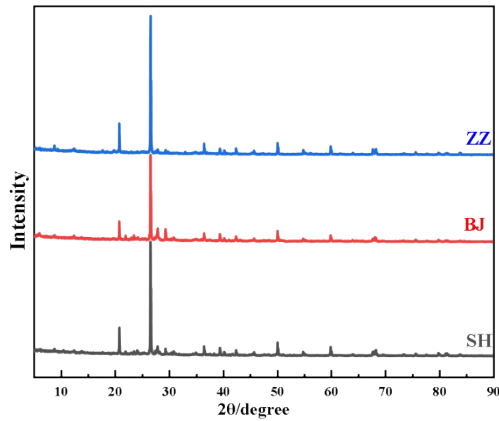


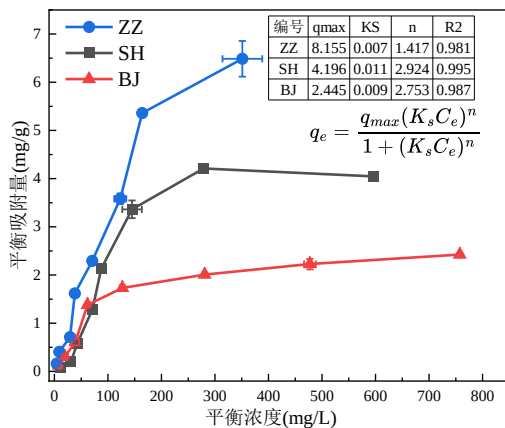
图 8 三种来源原状土的 XRD 图谱

Fig. 8 XRD patterns of undisturbed soil from three sources

层状硅酸盐的巨大比表面积。相比之下,ZZ 样品最显著的特征是高含量的 Fe_2O_3 (5.75%), XRD 图谱中除石英峰外,还出现了明显的层状矿物特征峰(黑云母/伊利石),表明该样品富含铁镁质层状硅酸盐矿物,其独特的片状层叠结构和层间域能够提供比石英大得多的比表面积和丰富的层间吸附位点,是对有机分子进行物理捕获的关键相。SH 样品的 Na_2O 含量高达 4.63%,显著高于 BJ (2.79%) 和 ZZ (0.97%),表明其矿物晶格中的空位或层间主要被 Na^+ 占据。

2.3.2 特征污染物(AOS)的吸附等温行为

图 9 展示了 AOS 在 3 种不同土壤介质中的吸附等温线。采用 Sips 模型对实验数据进行非线性拟合,各体系相关系数 R^2 均高于 0.98,表明该模型能较好地描述 AOS 在非均质土壤界面的吸附行为。3 种土壤对 AOS 的吸附能力存在显著差异,强弱顺序



注:误差棒代表 3 次重复实验的标准差;图中内嵌表格展示了 Sips 模型及拟合参数: $q_{\max}$ 为最大吸附量, K_s 为亲和常数, n 为非均质系数, R^2 为决定系数。

图 9 AOS 在不同类型盾构土上的吸附等温线及 Sips 模型拟合参数

Fig. 9 Adsorption isotherms of AOS on different shield soils fitted with Sips model

为: $\text{ZZ} > \text{SH} > \text{BJ}$ 。其中,ZZ 样品的等温线呈陡峭上升趋势,无明显饱和平台,反映出其表面存在大量高能吸附位点。这主要归因于该样品富含层状硅酸盐矿物(如黑云母/伊利石)及较高的有机质含量。有机质通过疏水作用与 AOS 的长链烷基结合,而黏土矿物边缘的正电荷可通过静电引力吸附其磺酸基头基,二者协同增强了固定效果。相比之下,BJ 样品的吸附量最低,等温线较早趋于平缓,呈现典型的砂土吸附特征。这是因为该样品矿物组成以石英、长石为主,层状结构匮乏,且有机质含量极低(仅 3.72 g/kg),导致表面活性位点不足,难以形成致密吸附层,致使较多 AOS 仍以游离态留存于孔隙水中。

2.3.3 理化性质综合得分对吸附行为的控制机制

为了定量验证“理化性质决定污染归趋”的科学假设,将计算的理化性质综合得分 (Q_{PCC}) 与 Sips 模型拟合的 AOS 最大饱和吸附量 $q_{\max}$ 结果进行相关性分析及稳健性检验。如表 13 所示, Q_{PCC} 与 AOS $q_{\max}$ 之间存在极显著的正相关关系 (Pearson $r = 0.987, p < 0.001$)。Pearson 相关系数的 95% 置信区间为 [0.941, 0.997], 留一法敏感性分析所得 r 值在 0.975~0.992 间稳定波动 (均 $p < 0.001$)。这表明 Q_{PCC} 与吸附量之间的线性关系稳健可靠。这一高相关性系数强有力地证明了土壤的理化综合属性是控制表面活性剂吸附行为的主导因素,适用范围覆盖了从砂土到黏土的典型盾构渣土类型。

表 13 Q_{PCC} 与平衡吸附量进行相关性分析
Table 13 Correlation Analysis between Q_{PCC} and Equilibrium Adsorption Capacity

统计指标	Q_{PCC}	AOS 平衡吸附量
皮尔逊相关性	1	0.987**
显著性 (双尾)	/	0.000

以统计均值 ($Q_{\text{PCC}} = 0$) 为天然阈值,可清晰区分渣土的环境风险属性:正得分区 ($Q_{\text{PCC}} > 0$) 涵盖了以 ZZ、SH 为代表的黏土/淤泥质渣土,得益于 PC1 (胶体吸附因子) 的高贡献,此类渣土能通过强吸附作用将 AOS “锁”在颗粒表面,表现为“高吸附阻滞型”;负得分区 ($Q_{\text{PCC}} < 0$) 则涵盖了以 BJ、JN 为代表的砂土或风化岩渣土,因缺乏胶体活性位点,其对 AOS 的截留能力极微,表现为“高淋滤风险型”。综合矿物学表征与统计模型分析,揭示了多源盾构渣土中有机污染物的赋存机制:土体理化性质 (特别是有机质与黏粒含量) 通过改变吸附位点的丰度与表面电化学性质,定向调控了 AOS 的固-液分配行为。值得注意的是,该分类结果与实际地层岩性 (黏土与砂/岩) 表现出 100% 的地质一致性。这表

明,可利用 Q_{PCC} 的正负值初步快速预判盾构渣土的淋滤风险等级,为工程分类处置提供科学依据。因此,在实际工程中,无需昂贵的专门毒理学测试,仅通过常规土工必测指标,即可实现低成本、快速化的风险初筛。

3 结论

以多源盾构渣土为对象,系统揭示了“工程扰动-理化重塑-污染响应”的级联机制,量化了关键理化因子对典型有机污染物的控制作用。主要结论如下:

1)盾构施工对土体的理化重塑具有显著特征。泥水平衡工艺导致渣土含水率显著升高,而土压平衡工艺则致使渣土致密化;化学上,受碱性泡沫剂及注浆材料影响,渣土普遍发生“碱性化偏移”,pH值较原状土显著升高。然而,SOM与CEC等化学活性指标主要受地层母质控制,表现出“南高北低”的特征,这种“工程扰动”与“地质基因”的叠加,构成了渣土环境行为的理化基础。

2)明确了盾构渣土以表面活性剂为主导的非重金属污染特征。其中,重金属含量均低于国家标准限值,环境风险可控。通过波谱分析与浸出实验,锁定特征污染物为外源输入的阴离子表面活性剂(主要成分为 α -烯基磺酸钠,AOS),并伴有显著的盐分累积效应。因此,其环境风险主要源于有机添加剂的残留及其引发的盐渍化风险。

3)揭示了基于理化性质响应的污染物微观赋存机制。吸附实验与矿物学表征表明,不同地质介质对AOS的截留能力存在本质差异($ZZ>SH>BJ$)。层状硅酸盐矿物(如黑云母/伊利石)与高有机质含量提供了丰富的吸附位点,产生强吸附效应;而架状硅酸盐(如长石/石英)为主的砂土截留能力微弱。统计模型证实,理化性质综合得分(Q_{PCC})与AOS平衡吸附量呈极显著正相关($r=0.987, p<0.001$),表明理化性质是决定表面活性剂在土-水界面分配行为的重要因素。

4)提出了基于理化综合得分的二元分类处理策略。确定以 $Q_{PCC}=0$ 为分级阈值:正得分时渣土(黏土/淤泥质)具有强吸附阻滞能力,适宜固化后进行工程回填,但需关注钠盐累积影响;负得分时渣土(砂土/岩性)对有机污染物截留能力弱,属于地下水污染的高风险源,建议在资源化利用前进行强制淋洗预处理或避开水源敏感区。该策略基于常规指标实现了环境风险的快速初筛,具有显著的工程可行性。

参考文献

- [1] Xiong M Y, Li Y Q, Wang Y S, et al. How to scientifically guide expressway construction carbon emission reduction: The establishment and application of a carbon emission accounting and evaluation system [J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2025, 13: 1665509.
- [2] 吴跃东, 吴朝昀, 王文志, 等. 双碳背景下隧道洞渣处理与资源化技术研究[J]. *环境工程*, 2025, 43(10): 144-149.
Wu Y D, Wu C Y, Wang W Z, et al. Review on tunnel slag treatment and resource utilization under Double-Carbon Goals [J]. *Environmental Engineering*, 2025, 43 (10): 144-149. (in Chinese)
- [3] 韩文娟. 城市轨道交通2024年度主要装备统计报告[J]. *城市轨道交通*, 2025(7): 26-36.
Han W J. Statistical report on major equipment of urban rail transit in 2024 [J]. *China Metros*, 2025(7): 26-36. (in Chinese)
- [4] Liu Q S, Huang X, Gong Q M, et al. Application and development of hard rock TBM and its prospect in China [J]. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 2016, 57: 33-46.
- [5] Wang M Y, Chen G, Du Y, et al. Directly enforced CO_2 mineralization towards upgrading reuse of silty muck for low-carbon construction materials manufacture [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2025, 13(5): 117505.
- [6] Wu T H, Gao Y T, Huang C F, et al. In situ resource reutilization of earth pressure balance (EPB) shield muck for the generation of novel synchronous grouting materials [J]. *Construction and Building Materials*, 2024, 421: 135737.
- [7] 鱼志鸿, 杨大勇, 章定文, 等. 深圳地铁13号线盾构渣土绿色循环利用技术[J]. *隧道与地下工程灾害防治*, 2022, 4(4): 100-106.
Yu Z H, Yang D Y, Zhang D W, et al. Application of green treatment and reuse technology of shield muck for Shenzhen Metro Line 13 [J]. *Hazard Control in Tunneling and Underground Engineering*, 2022, 4(4): 100-106. (in Chinese)
- [8] 郭卫社, 王百泉, 李沿宗, 等. 盾构渣土无害化处理、资源化利用现状与展望[J]. *隧道建设(中英文)*, 2020, 40 (8): 1101-1112.
Guo W S, Wang B Q, Li Y Z, et al. Status quo and prospect of harmless disposal and Reclamation of shield muck in China [J]. *Tunnel Construction*, 2020, 40(8): 1101-1112. (in Chinese)
- [9] Jiang Y L, Tang X, Zhu B T, et al. Research on muck conditioning for EPB shield tunnelling in composite formation [J]. *Scientific Reports*, 2024, 14: 30936.
- [10] 姜鹏. 富水砂层盾构法联络通道渣土改良技术研究[J].

- 宁波大学学报(理工版), 2025, 38(3): 79-85.
- Jiang P. Improvement technology of slag soil in shield connection channel of water-rich sand layer [J]. Journal of Ningbo University (Natural Science & Engineering Edition), 2025, 38(3): 79-85. (in Chinese)
- [11] Huang Z Q, Wang C, Dong J Y, et al. Conditioning experiment on sand and cobble soil for shield tunneling [J]. Tunnelling and Underground Space Technology, 2019, 87: 187-194.
- [12] Rong X N, Gao L R, Han A M, et al. Analysis of ground volume loss for EPB shield tunneling in thick silty clay layer [J]. Alexandria Engineering Journal, 2024, 96: 295-302.
- [13] Ni Z L, Wang S Y, Zheng X C, et al. Application of geopolymer in synchronous grouting for reusing of the shield muck in silty clay layer [J]. Construction and Building Materials, 2024, 419: 135345.
- [14] Liang C, Wang Y C, Wu C F, et al. Experimental investigation on gush disaster in shield tunnel driven through upper-silt and lower-sand strata [J]. Tunnelling and Underground Space Technology, 2025, 158: 106393.
- [15] 易鹏程, 陈志敏, 张常书. 粉质黏土层土压平衡盾构施工中的渣土改良技术[J]. 城市轨道交通研究, 2021, 24(12): 177-181.
- Yi P C, Chen Z M, Zhang C S. Residue improvement technology for EPB shield construction in silty clay soil [J]. Urban Mass Transit, 2021, 24(12): 177-181. (in Chinese)
- [16] 朱考飞, 张云毅, 薛子斌, 等. 盾构渣土的环境问题与绿色处理[J]. 城市建筑, 2018, 15(29): 108-110.
- Zhu K F, Zhang Y Y, Xue Z B, et al. Environmental issues and green treatment of shield residues [J]. Urbanism and Architecture, 2018, 15(29): 108-110. (in Chinese)
- [17] 郭敏, 许人骥, 刘茹, 等. 盾构施工辅料中有毒有害化学物质环境风险管理建议[J]. 生态与农村环境学报, 2024, 40(12): 1567-1573.
- Guo M, Xu R J, Liu R, et al. Suggestions for environmental risk management of toxic and hazardous chemicals in auxiliary materials for shield tunneling [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2024, 40(12): 1567-1573. (in Chinese)
- [18] 王东梅, 邓育霖, 赵留辉, 等. 隧道盾构法施工中的环境风险物质识别及防控研究进展[J/OL]. 环境监测管理与技术. <https://doi.org/10.19501/j.cnki.1006-2009.20250711.001>. (in Chinese)
- Wang D M, Deng Y L, Zhao L H, et al. Progress in identification and prevention of environmental risky substances for tunnel shield construction [J/OL]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring. <https://doi.org/10.19501/j.cnki.1006-2009.20250711.001>. (in Chinese)
- [19] 郭建强, 赵连军, 赵文文. 地铁隧道盾构施工泡沫剂对环境的影响[J]. 资源节约与环保, 2022(4): 13-15.
- Guo J Q, Zhao L J, Zhao W W. Influence of foaming agent on the environment in shield construction of subway tunnel [J]. Resources Economization & Environmental Protection, 2022(4): 13-15. (in Chinese)
- [20] 董紫君, 吕果, 孙晓辉, 等. 盾构渣土中化学助剂的环境影响和绿色处理技术[J]. 市政技术, 2023, 41(9): 1-7.
- Dong Z J, Lü G, Sun X H, et al. Environmental impact and green treatment technology of chemical additives in shield muck [J]. Journal of Municipal Technology, 2023, 41(9): 1-7. (in Chinese)
- [21] Zhang C, Liu X, Fu J Y, et al. Evaluating the feasibility of muck from slurry shield tunnels as a growth medium for landscaping [J]. Journal of the Air & Waste Management Association, 2022, 72(5): 455-462.
- [22] 李伟, 陈刚, 曹太波, 等. 地铁盾构渣土利用与处置碳排放强度与减碳潜力研究[J/OL]. 环境工程. <https://kns.cnki.net/kcms/detail/11.2097.X.20230328.1415.002.html>.
- Li W, Chen G, Cao T B, et al. Carbon emission intensity and carbon reduction potential of recycling and disposal of subway related shield muck [J/OL]. Environmental Engineering. <https://kns.cnki.net/kcms/detail/11.2097.X.20230328.1415.002.html>. (in Chinese)
- [23] Zhou Y Z, Dou M, Zhang Y, et al. Distribution characteristics of soil microplastics and their impact on soil physicochemical properties in agricultural areas of the North China plain [J]. Environmental Science: Processes & Impacts, 2024, 26(9): 1556-1570.
- [24] 周雨婷, 肖江, 黄欣瑞, 等. 植物根系构型对花岗岩弃渣土壤有机碳组分的影响[J]. 植物生态学报, 2025, 49(9): 1485-1497.
- Zhou Y T, Xiao J, Huang X R, et al. Influence of root architecture on soil organic carbon fraction in a granite spoil dump [J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2025, 49(9): 1485-1497. (in Chinese)
- [25] 黄丽, 王安春, 幸小兵, 等. 成眉 S5 线盾构渣土理化特性及资源化利用分析[J]. 四川建材, 2025, 51(10): 51-54.
- Huang L, Wang A C, Xing X B, et al. Physical and chemical characteristics and resource utilization analysis of shield muck in Chengmei S5 line [J]. Sichuan Building Materials, 2025, 51(10): 51-54. (in Chinese)
- [26] Osemwota O I. Effect of abattoir effluent on the physical and chemical properties of soils [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2010, 167(1/2/3/4): 399-404.
- [27] Guo H, Wang S F, Guo C, et al. Effect of grain size distribution on the shear properties of sand [J]. Frontiers

- in Materials, 2023, 10: 1219765.
- [28] Almeida Silva I D, Bartalucci E, Bolm C, et al. Opportunities and challenges in applying solid-state NMR spectroscopy in organic mechanochemistry [J]. Advanced Materials, 2023, 35(52): 2304092.
- [29] Ding M, Wen J H, Guo Z F, et al. Comprehensive chemical profiling and quantification of Shexiang Xintongning tablets by integrating liquid chromatography-mass spectrometry and gas chromatography-mass spectrometry [J]. Arabian Journal of Chemistry, 2023, 16(3): 104527.
- [30] Wang T Y, Tan Y, Chen Y Z, et al. Infrared spectral analysis for prediction of functional groups based on feature-aggregated deep learning [J]. Journal of Chemical Information and Modeling, 2023, 63(15): 4615-4622.
- [31] Kathiravan N, Rajesh A, Kim J W, et al. Isolation and characterization of biosurfactant-producing soil *Fungus Penicillium* sp [J]. Applied Biochemistry and Biotechnology, 2024, 196(6): 3234-3245.
- [32] Tran H N, Lima E C, Juang R S, et al. Thermodynamic parameters of liquid-phase adsorption process calculated from different equilibrium constants related to adsorption isotherms: A comparison study [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2021, 9(6): 106674.
- [33] 宋芳. 食品理化检验数据处理与分析: 问题、优化与展望[J]. 中国食品工业, 2024(20): 86-88.
- Song F. Data processing and analysis of food physical and chemical inspection: problems, optimization and prospect [J]. China Food Industry, 2024(20): 86-88. (in Chinese)
- [34] 罗文海, 张庆凤. 定量数据 SPSS 正态性检验影响因素探讨[J]. 中国医院统计, 2018, 25(4): 283-286.
- Luo W H, Zhang Q F. Discussion on influencing factors of SPSS normality test for quantitative data [J]. Chinese Journal of Hospital Statistics, 2018, 25(4): 283-286. (in Chinese)
- [35] Zhang M, Zang X N. Application of principal-component analysis to the interpretation of coal tar physico-chemical properties [J]. Fuel, 2023, 338: 127304.
- [36] 蒋大鹏, 罗章, 康宸瑞, 等. 盾构泥浆脱水处理与资源化利用研究进展[J]. 环境化学, 2025, 44(7): 2617-2638.
- Jiang D P, Luo Z, Kang C R, et al. Research progress on dewatering treatment and resource utilization of shield tunneling slurry [J]. Environmental Chemistry, 2025, 44(7): 2617-2638. (in Chinese)
- [37] Julio W S, Andrade G R P, Knupp J L, et al. Mineralogical controls over soil K reserves: A case study in Southeastern Brazil (Rio de Janeiro State) [J]. Geoderma Regional, 2025, 42: e00980.
- [38] 张延杰, 龚晓南. 成都富水砂卵石地层土体颗粒级配特性与强度分析[J]. 地基处理, 2021, 3(5): 368-375.
- Zhang Y J, Gong X N. Analysis on strength and characteristics of soil particle gradation in water-rich sandy cobble stratum in Chengdu [J]. Journal of Ground Improvement, 2021, 3(5): 368-375. (in Chinese)
- [39] Han K X, Zuo R, Qin R G, et al. Effect and mechanism of the moisture content on the kinetic retardation of LNAPL pollutant migration by the capillary zone [J]. Journal of Hazardous Materials, 2025, 487: 137266.
- [40] Zhang Z, Cui D N, Abdelhafeez I A, et al. Statistical methods for data analysis in the characterization of natural organic matter: A review [J/PL]. Environmental Chemistry Letters. <https://doi.org/10.1007/s10311-025-01888-7>.
- [41] Nardini S, Sharifi M, Fahimpour J, et al. Alpha olefin sulfonate (AOS) adsorption on calcite and dolomite: Role of active complex formation and electrical double layer capacitance [J]. Journal of Molecular Liquids, 2023, 381: 121788.
- [42] Hu J N, Fu M L, Zhou Y X, et al. Experimental study on SiO₂ nanoparticles-assisted alpha-olefin sulfonate sodium (AOS) and hydrolyzed polyacrylamide (HPAM) synergistically enhanced oil recovery [J]. Energies, 2023, 16(22): 7523.

(编辑 XXX)